



## Caractérisation spatiale et temporelle des "Masses d'Eau Cours d'Eau". Spatial and Temporal characterization of "River Water Bodies".

Edwige Polus, Chantal de Fouquet, Nicolas Flipo, Michel Poulin

### ► To cite this version:

Edwige Polus, Chantal de Fouquet, Nicolas Flipo, Michel Poulin. Caractérisation spatiale et temporelle des "Masses d'Eau Cours d'Eau". Spatial and Temporal characterization of "River Water Bodies".. *Revue des Sciences de l'Eau / Journal of Water Science*, 2010, 23 (4), pp.415-429. hal-00406142

**HAL Id: hal-00406142**

**<https://hal.science/hal-00406142>**

Submitted on 1 Jun 2010

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

# **Caractérisation spatiale et temporelle des « Masses d'Eau Cours d'Eau ».**

**E. Polus, C. de Fouquet, N. Flipo, M. Poulin**

*Mines-ParisTech – Centre de Géosciences*

## **Résumé**

Focalisé sur les indicateurs physico-chimiques soutenant la biologie, cet article examine l'interpolation des mesures dans le temps et l'espace, afin de calculer les indices requis par la Directive Cadre sur l'Eau. En effet, l'application de cette directive soulève quelques questions. Le Réseau National de Bassin français fournit-il suffisamment d'information pour une cartographie cohérente ? Comment l'indicateur temporel – le quantile 90 en l'occurrence – varie-t-il spatialement ?

Les sorties du modèle déterministe ProSe appliqué à la Seine sont utilisées pour comparer deux méthodes de calcul du quantile 90 : la méthode classique fondée sur la fonction de quantile empirique en escalier, et une méthode visant à réduire les biais d'estimation, qui comprend une pondération temporelle et une linéarisation de la fonction de quantile. Cette seconde méthode, bien que légèrement plus complexe à mettre en œuvre, permet d'atténuer les biais induits par des mesures irrégulières ou lacunaires, ainsi que ceux découlant du faible nombre de mesures.

Trois méthodes de « spatialisation » des quantiles ont été testées afin d'obtenir des pourcentages d'occurrence des quantiles par classe de qualité. La première, basée sur le « principe de défaillance », consiste à ne retenir que la station la plus dégradante ; la deuxième respecte la proportion de quantiles situés dans chaque classe de qualité, tandis que la dernière attribue un segment d'influence à chaque station. La spatialisation par segments d'influence des quantiles temporels au sein des « Masses d'Eau Cours d'Eau » permet d'améliorer nettement les estimations des pourcentages d'occurrence et révèle la nécessité de la prise en compte de la configuration spatiale des stations lors du calcul d'un indice de qualité.

## **1 INTRODUCTION**

Adoptée par le parlement européen le 23 octobre 2000, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) vise à préserver la qualité des eaux ou à en restaurer le bon état écologique à l'horizon 2015 (Circulaire DCE\_2005\_12, 2005). Afin d'en faciliter la caractérisation, les eaux superficielles et souterraines ont été divisées en unités d'évaluation ou « masses d'eau », dites « Masses d'Eau Cours d'Eau » ou MECE pour les rivières. La délimitation est fondée sur un critère d'homogénéité biologique et physico-chimique du milieu (Site du Sandre, 2008).

Pour les cinq « indicateurs physico-chimiques soutenant la biologie » considérés dans ce travail, les nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ), l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), les orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), l'oxygène dissous ( $\text{O}_{2d}$ ) et les matières en suspension (MES), l'indice recommandé par la DCE est le quantile 90 annuel. Or il a été montré (Bernard-Michel et al., 2005 ; Bernard-Michel, 2006) qu'aux stations, le calcul de ce quantile était très biaisé et très imprécis lorsque les prélèvements sont peu nombreux (moins d'une mesure par mois) ou préférentiels durant l'année (6 mesures en hiver et 12 en été, par exemple).

Nous examinons différents aspects techniques posés par le calcul d'un indice statistique (moyenne, quantile) à partir d'une information très lacunaire : comment le quantile 90 temporel varie-t-il spatialement? Quelle est l'influence de la méthode de calcul sur les indices de qualité obtenus ? Le Réseau National de Bassins français (RNB) fournit-il suffisamment d'informations pour caractériser fidèlement l'état des eaux ?

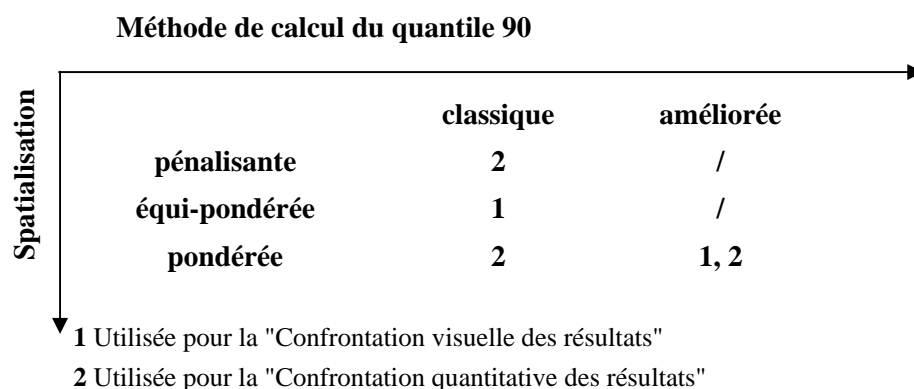
Pour une portion du réseau hydrographique de la Seine, les mesures aux stations du RNB ont été comparées aux résultats du modèle ProSe, qui en simule le fonctionnement écologique. La concordance est suffisamment satisfaisante (Poulin, 2006) pour retenir ProSe comme « maquette », et reconstituer l'échantillonnage actuel aux stations RNB, avec environ une mesure par mois.

Les indices de qualité calculés à partir d'un tel échantillonnage sont comparés à l'indice de référence, calculé sur l'ensemble des valeurs ProSe (qui présentent une haute fréquence temporelle et spatiale). Cela permet une quantification empirique de la précision des indicateurs actuels. Enfin, une étude de sensibilité au nombre de stations par MECE est effectuée.

## 2 METHODES

Le modèle déterministe ProSe décrit plusieurs centaines de kilomètres du linéaire de la Seine, avec un maillage spatio-temporel très fin en comparaison des données disponibles. Les résultats de ce modèle fournissent des indicateurs exhaustifs du quantile 90, temporel et spatial, des différentes grandeurs retenues. Simulant l'échantillonnage actuel aux stations du RNB à l'aide de ProSe, nous comparons deux méthodes de calcul du quantile 90 temporel et trois méthodes de spatialisation de ce quantile (figure 1), et nous examinons les écarts par rapport à la « référence ProSe ».

Les différentes méthodes sont expliquées en détail dans ce paragraphe, après une brève description du modèle ProSe.



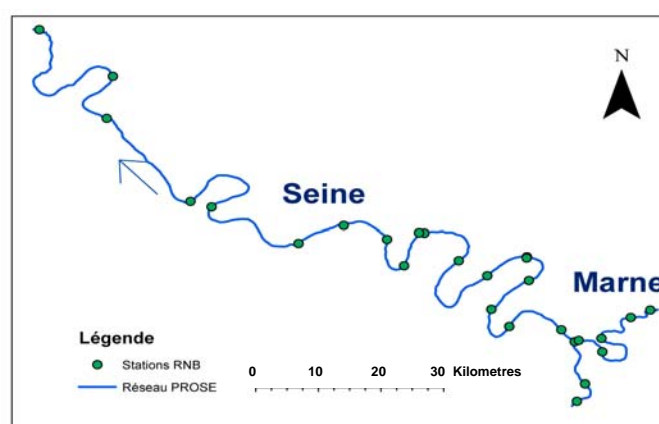
**Figure 1 : Méthodes de calcul du quantile 90 et de spatialisation de ce quantile.**

*Figure 1 : Methods to calculate 90-percentile and to spatialize it.*

## 2.1 Le modèle déterministe ProSe

Le modèle ProSe (Even et al., 1998, 2004, 2007 ; Flipo, 2005 ; Flipo et al., 2004, 2007) est composé de trois modules complémentaires : hydrodynamique, transport et biogéochimie. Le module hydrodynamique est basé sur une formulation longitudinale monodimensionnelle des équations de Saint-Venant, résolue par différences finies. Le module de transport simule l'advection et la dispersion des substances conservatives et réactives, qu'elles soient dissoutes ou particulaires. Le module biogéochimique consiste en une adaptation du modèle RIVE (Billen et al, 1994 ; Garnier et al. 1995).

Plus de 300 km de linéaire de la Seine, complétés par quelques kilomètres de la Marne à l'amont de sa confluence avec la Seine (figure 2) sont simulés. ProSe fournit des concentrations en différentes substances – dénommés « valeurs ProSe » – toutes les 20 minutes et tous les 500 mètres voire moins à proximité des singularités.



**Figure 2 : Réseau modélisé par ProSe et localisation des stations du RNB.**

*Figure 2 : Hydrographic network modeled by ProSe and localisation of RNB measurement sites.*

L'ensemble de ces valeurs ProSe constitue la référence exhaustive. L'échantillonnage ProSe simule l'échantillonnage aux stations du RNB (figure 2). Pour ce faire, seules les valeurs ProSe correspondant aux localisations des stations RNB et aux dates effectives de mesure sont retenues. Deux jeux de données issus des valeurs ProSe sont donc disponibles : l'ensemble des valeurs ProSe, qui constitue la référence exhaustive, et l'échantillonnage de ces valeurs selon le RNB. Des indices de qualité sont calculés pour chacun de ces ensembles de données.

La DCE préconise l'attribution d'un indice de qualité à chaque MECE. Pour une étude détaillée des performances des indicateurs, nous préférons indiquer ici un **pourcentage d'occurrence spatial** dans chaque classe de qualité, afin de mettre en évidence la variabilité de l'indice temporel au sein d'une MECE. Le pourcentage d'occurrence de référence est égal à la proportion de points appartenant à chaque classe de qualité. En revanche, concernant l'échantillonnage ProSe, le quantile temporel est d'abord calculé par station puis spatialisé selon différentes méthodes (cf. figure 1), afin d'attribuer un pourcentage d'occurrence dans chaque classe de qualité.

## 2.2 Les méthodes de calcul du quantile 90 temporel

Rappelons que le quantile  $k$  d'une population est défini comme la valeur telle que  $k$  % de la population lui sont inférieurs (équation 1). Nous présentons ici deux méthodes de calcul du quantile 90 temporel.

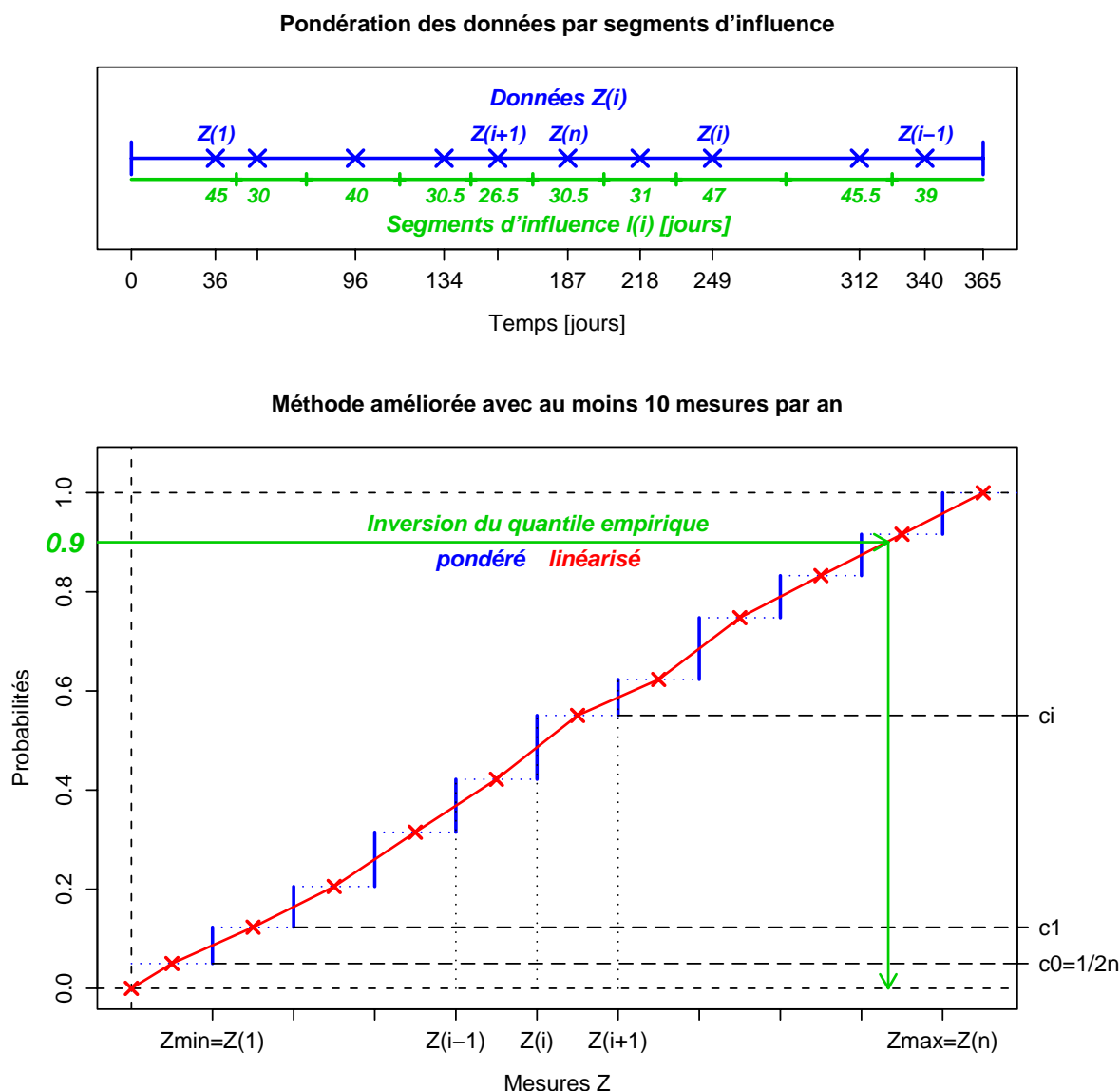
$$q_k = \alpha \Leftrightarrow P(Z(x) \leq \alpha) = k \quad \text{Equation 1}$$

### 2.2.1 Méthode classique

En attendant une méthode universelle (annoncée pour 2009 par la DCE), chaque agence de l'eau utilise actuellement sa propre méthode, essentiellement basée sur les dires d'experts, pour le calcul du quantile 90 temporel. Nous avons retenu comme « méthode classique » un calcul fondé sur les statistiques classiques. En chaque station, le quantile 90 temporel est obtenu par inversion de la fonction de quantile empirique, qui est une fonction en escalier.

### 2.2.2 Méthode améliorée

Le calcul du quantile 90 par station peut être amélioré pour tenir compte des irrégularités et des lacunes de l'échantillonnage temporel (Bernard-Michel, 2006). La « méthode améliorée » comprend deux étapes illustrées par la figure 3.



**Figure 3 : Principe de calcul du quantile 90 selon la « méthode améliorée ».**

**Figure 3 : Principle of 90-percentile calculation by the “improved method”.**

Tout d’abord, les données sont pondérées par des segments d’influence qui représentent la « durée d’influence » de chaque point. Les limites des segments sont les dates de début et de fin de l’année considérée, ainsi que les médiatrices entre dates de mesures consécutives. Le poids d’une mesure est égal à la longueur de son segment d’influence rapportée à l’année considérée. La pondération par segments d’influence correspond, en fait, à une simplification du krigeage temporel, dont on a montré qu’elle est suffisante en pratique pour des calculs à une dimension (Bernard-Michel et al., 2005). Cela permet de tenir compte des lacunes temporelles ou des échantillonnages préférentiels (équations 2). La fonction de quantile empirique est ensuite calculée à partir des données pondérées, puis linéarisée par morceaux (équations 3 et 4).

Remarque : afin de diminuer le biais dû au faible nombre de mesures (le quantile est en effet une statistique basée sur la loi des grands nombres), la fonction de linéarisation permet de fixer arbitrairement un minimum et maximum auxquels un segment d'influence est de longueur nulle est associé. En l'absence de bornes spécifiées par l'utilisateur, le minimum est fixé à 0 et le maximum est arbitrairement calculé à partir du plus grand écart observé entre deux valeurs successives supérieures à la médiane :  $\max = Z_n + \alpha \max_{i \geq med} (Z_{i+1} - Z_i)$  avec  $\alpha = 1.5$

Cependant, vu qu'ici nous nous intéressons au quantile 90 et que nous disposons toujours d'au moins 10 données, les minimum et maximum n'interviennent pas.

$$p_0 = p_n = \frac{1}{2n} \quad p_i = \frac{l_i}{l_{tot}} \left(1 - \frac{1}{n}\right) \quad \text{Equations 2}$$

$$c_0 = \frac{1}{2n} \quad c_n = 1 - \frac{1}{2n} \quad c_i = \frac{1}{2n} + \frac{1 - \frac{1}{n}}{l_{tot}} \sum_{j=1}^i l_j \quad \text{Equations 3}$$

$$q_k = \frac{Z_{i-1} + Z_i}{2} + \left( \frac{Z_{i+1} - Z_{i-1}}{2} \right) \frac{c_k - c_{i-1}}{c_i - c_{i-1}} \quad \text{pour } c_k \in [c_{i-1}; c_i] \quad \text{Equation 4}$$

$$\text{où } \begin{cases} p_i \text{ sont les probabilités associées aux données } Z_i \\ c_i \text{ sont les probabilités cumulées associées aux données } Z_i \\ l_i \text{ sont les « durées d'influence » associées aux données } Z_i \\ i \in \{1, \dots, n\} \\ n \text{ est le nombre de données} \\ q_k \text{ est le quantile } k \end{cases}$$

Si la « méthode classique » présente le grand avantage d'être simple et donc facilement applicable par tout acteur de la qualité de l'eau, elle n'en présente pas moins plusieurs inconvénients auxquels la « méthode améliorée » permet de remédier, moyennant une mise en œuvre un peu plus complexe. C'est par exemple le cas des données irrégulières (échantillonnage préférentiel, lacunes, etc.) ou peu nombreuses, pour lesquelles les biais importants induits par la « méthode classique » peuvent être réduits par la « méthode améliorée » (Bernard-Michel, 2006).

### 2.3 Méthodes de spatialisation des quantiles temporels

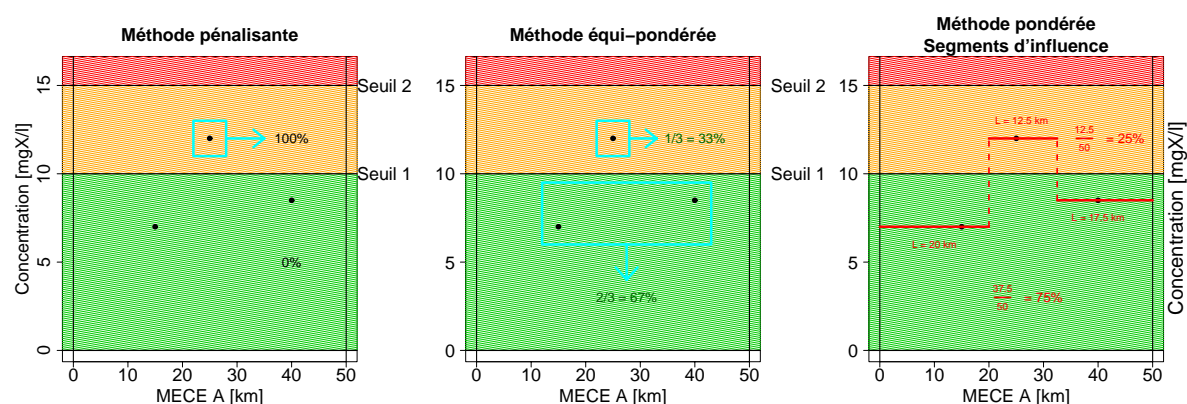
Afin d'attribuer un pourcentage d'occurrence des quantiles temporels par classe de qualité, il est nécessaire de les spatialiser, c'est-à-dire de définir comment interpoler ou extrapoler spatialement les

quantiles temporels au sein d'une MECE. Nous proposons trois méthodes de spatialisation de complexité croissante (figure 4).

La première méthode, fondée sur un « principe de défaillance », consiste à attribuer le quantile temporel le plus défavorable à toute la masse d'eau ; elle est appelée « méthode **pénalisante** ».

En référence aux calculs statistiques usuels, la seconde méthode attribue un même poids à toutes les stations, qu'elles soient proches ou éloignées les unes des autres : c'est la « méthode **équi-pondérée** ». Le pourcentage d'occurrence dans une classe de qualité est égal à la proportion de stations (situées dans la MECE considérée) pour lesquelles le quantile 90 temporel appartient à cette classe.

Enfin, la « méthode **pondérée** », généralise la pondération par segment d'influence. Un segment d'influence (une longueur d'influence, cette fois) est associée à chaque station, afin d'intégrer la distance – variable – entre stations au calcul du pourcentage d'occurrence par classe de qualité. Le pourcentage d'occurrence dans une classe de qualité est alors égal à la longueur totale des segments d'influence appartenant à cette classe divisée par la longueur de la MECE.



**Figure 4 : Les différentes méthodes de spatialisation des quantiles 90 pour obtenir les pourcentages d'occurrence dans chaque classe de qualité.**

**Figure 4 : Different methods to spatialize 90-percentiles in order to attribute occurrence percentages to each quality class.**

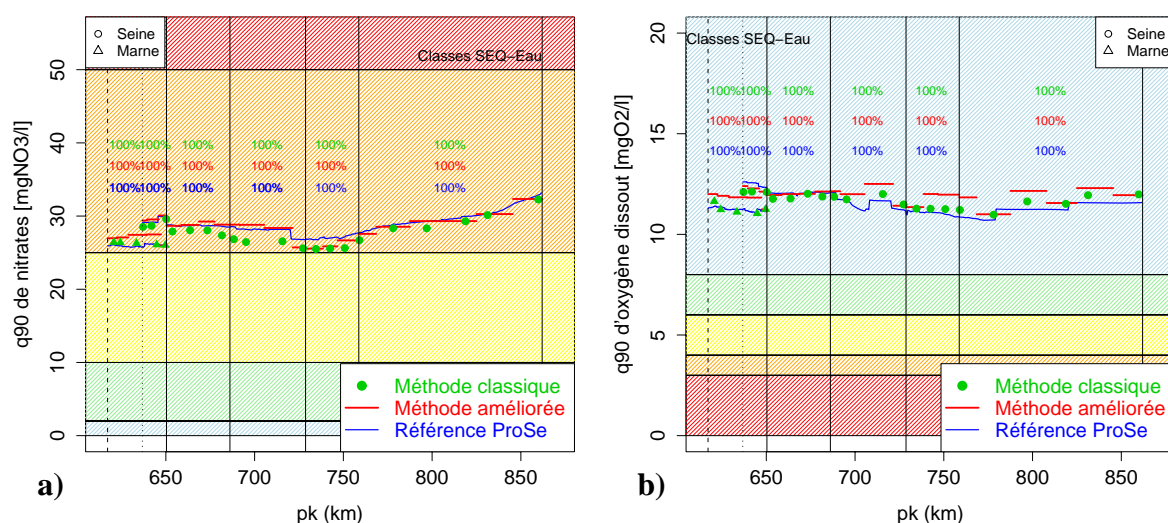
Remarque : de façon générale, une pondération spatio-temporelle peut être définie pour des stations irrégulièrement espacées et pour des mesures non nécessairement synchrones. Cette généralisation n'est pas examinée ici.



### 3 RESULTATS

Le modèle ProSe est utilisé comme maquette pour valider le calcul du quantile 90 temporel proposé par Bernard-Michel (2006) et sa spatialisation. A partir de l'échantillonnage ProSe, qui reproduit l'échantillonnage aux stations du RNB, les résultats obtenus par les deux méthodes (« méthode classique » et « méthode améliorée ») sont comparés et confrontés aux quantiles exhaustifs des valeurs ProSe (référence).

#### 3.1 Confrontation visuelle des résultats



**Figure 5 : Caractérisation de l'état des eaux selon le SEQ-Eau pour les nitrates (a) et l'oxygène dissous (b) ; les pourcentages d'occurrence des quantiles 90 temporels dans chaque classe de qualité sont indiqués par MECE.**

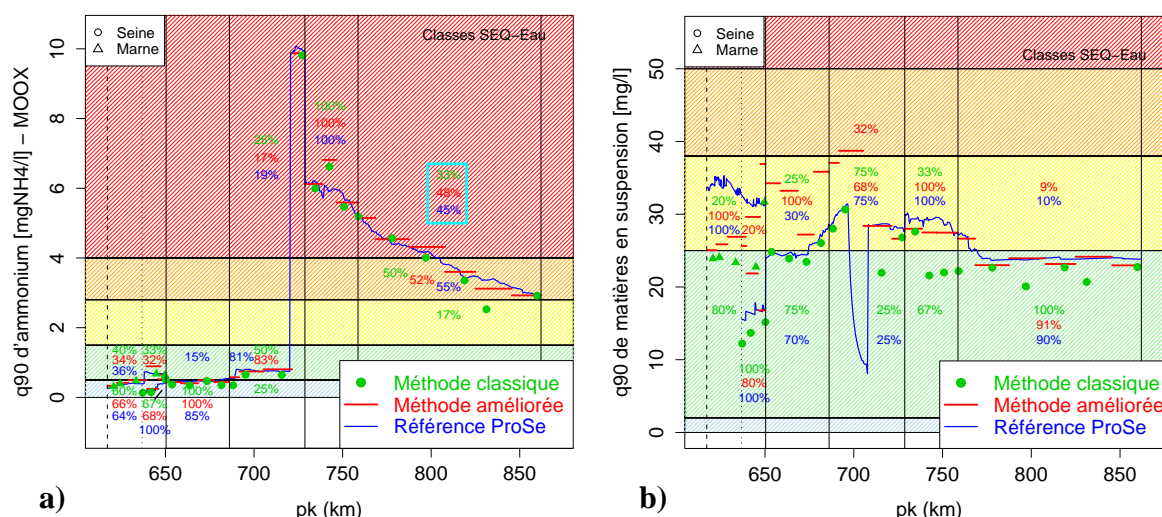
**Figure 5 : Characterization of water quality according to SEQ-Eau system for nitrates (a) and dissolved oxygen (b) ; occurrence percentages of 90-percentiles in each quality class are given for each « River Water Body ».**

Les illustrations se présentent de manière identique pour toutes les variables. Les pourcentages d'occurrence sont indiqués dans chacune des classes du SEQ-Eau illustrées par les couleurs conventionnelles (bleu : excellent état, vert : bon état, jaune : état moyen, orange : mauvais état, rouge : très mauvais état, selon les limites de classes réglementaires). Afin de visualiser la variabilité spatiale du quantile temporel au sein d'une MECE, les limites des masses d'eau cours d'eau concernées sont matérialisées par des lignes verticales tout au long du domaine modélisé. Les

pourcentages d'occurrence obtenus dans chaque classe à l'aide de la « méthode classique équi-pondérée » (cf. figure 1) sont indiqués en noir, ceux fournis par la « méthode améliorée » en vert, alors que le pourcentage d'occurrence de référence est, lui, repris en bleu.

Pour les nitrates et l'oxygène dissous (figure 5), tous les quantiles 90 temporels se situent non seulement dans une même classe de qualité, mais ils affichent une très faible variabilité spatiale. Les pourcentages d'occurrence fournis par la « méthode classique équi-pondérée », ainsi que ceux obtenus par la « méthode améliorée » sont égaux aux pourcentages de référence.

Pour les paramètres variant de manière significative sur le domaine, tels l'ammonium et les matières en suspension (figure 6), les résultats sont quelque peu différents.



**Figure 6 : Caractérisation de l'état des eaux selon le SEQ-Eau pour l'ammonium (a) et les matières en suspension (b) ; les pourcentages d'occurrence des quantiles 90 temporels dans chaque classe de qualité sont indiqués par MECE.**

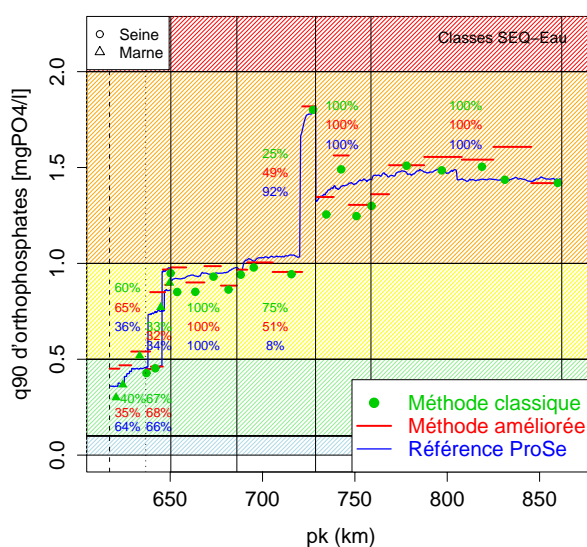
**Figure 6 : Characterization of water quality according to SEQ-Eau system for ammonium (a) and suspended matter (b) ; occurrence percentages of 90-percentiles in each quality class are given for each « River Water Body ».**

Pour l'ammonium, les pourcentages d'occurrence calculés via la « méthode améliorée » sont généralement plus proches des pourcentages de référence. C'est ce que l'on observe par exemple pour la dernière MECE (figure 6a) : selon la « méthode classique équi-pondérée », 33 % de la MECE présentent un très mauvais état écologique, contre 48 % suivant la « méthode améliorée », alors que le pourcentage d'occurrence de référence dans cette classe de qualité est de 45 %. Dans ce cas, la

« méthode améliorée » apporte donc une précision non négligeable par rapport à la « méthode classique équi-pondérée ».

La même observation peut être faite pour les matières en suspension, lorsque le quantile temporel ne varie que légèrement au sein de la MECE. Dans le cas contraire, c'est souvent la « méthode classique équi-pondérée » qui fournit des pourcentages d'occurrence plus proches des pourcentages de référence.

Pour les orthophosphates, l'allure générale du quantile temporel de référence est approximativement esquissée par les deux méthodes, et il en est de même des pourcentages d'occurrence par classe de qualité (figure 7).



**Figure 7 : Caractérisation de l'état des eaux selon le SEQ-Eau pour les orthophosphates ; les pourcentages d'occurrence des quantiles 90 temporels dans chaque classe de qualité sont indiqués par MECE.**

**Figure 7 : Characterization of water quality according to SEQ-Eau system for orthophosphates ; occurrence percentages of 90-percentiles in each quality class are given for each « River Water Body ».**

Mais les changements de classe du quantile temporel ne sont pas bien reproduits par ces deux méthodes. Or ce sont justement ces changements de classe, jusqu'alors déterminés principalement par expertise, que l'on cherche à positionner le plus fidèlement possible par rapport à la réalité. La « méthode améliorée » fournit toutefois des pourcentages d'occurrence plus proches des

pourcentages de référence, ce qui témoigne de l'intérêt de cette méthode par rapport à la « méthode classique ».

Cette première analyse montre donc que les résultats sont analogues ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{O}_{2d}$ ), ou quand ils sont différents ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4$ , MES), c'est globalement la « méthode améliorée » qui donne des pourcentages d'occurrence plus proches de la référence.

### 3.2 Confrontation quantitative des résultats

Afin d'affiner l'analyse, le tableau 1 présente la comparaison quantitative des quantiles 90 obtenus à l'aide des deux méthodes par rapport au quantile de référence. Outre les différences par rapport à la référence, ce tableau reprend également les écarts (valeur absolue des différences) relatifs au quantile de référence ainsi que les écarts quadratiques absolus.

[X]	<i>Méthode classique</i>			<i>Méthode classique</i>			<i>Méthode améliorée</i>		
	<i>pénalisante</i>			<i>pondérée</i>			<i>pondérée</i>		
	E rel.	D rel.	E <sup>2</sup> abs.	E rel.	D rel.	E <sup>2</sup> abs.	E rel.	D rel.	E <sup>2</sup> abs.
	[mgX/l]	[mgX/l]	[(mgX/l) <sup>2</sup> ]	[mgX/l]	[mgX/l]	[(mgX/l) <sup>2</sup> ]	[mgX/l]	[mgX/l]	[(mgX/l) <sup>2</sup> ]
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	0,036	0,017	2,073	0,023	-0,014	0,676	0,027	0,016	0,808
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	1,449	1,438	6,812	0,142	-0,032	0,271	0,149	0,089	0,240
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	0,496	0,491	0,132	0,072	-0,023	0,008	0,098	0,060	0,010
<b>O<sub>2d</sub></b>	0,038	0,028	0,249	0,021	0,003	0,082	0,044	0,036	0,332
<b>MES</b>	0,091	0,001	10,536	0,203	-0,139	45,065	0,199	0,058	41,669

**Tableau 1 : Ecart relatifs (E.rel.), différences relatives (D.rel.) et écarts quadratiques absolus (E<sup>2</sup>.abs.) moyens entre quantiles 90 calculés et quantiles de référence.**

**Table 1 : Average relative deviations (E. rel), relative differences (D. rel) and absolute squared deviations (E<sup>2</sup>. abs.) between 90-percentiles calculated and 90-percentile of reference.**

Ces statistiques sont présentées en moyenne sur tout le domaine étudié. Pour garantir la pertinence d'une telle comparaison, la spatialisation des quantiles calculés par les deux méthodes s'est avérée nécessaire étant donné le faible nombre de stations par MECE. Si les quantiles calculés à l'aide de la « méthode améliorée pondérée » sont connus en tout point via les segments d'influence spatiaux, ce

n'est pas le cas des quantiles fournis par la « méthode classique », uniquement disponibles aux stations. Deux méthodes de spatialisation de ces derniers quantiles ont été testées : la « méthode pénalisante » et la « méthode pondérée » (cf. figures 1 & 6).

Dès lors, la comparaison des deux premières colonnes (« méthode classique pénalisante » vs. « méthode classique pondérée ») permet de juger de l'importance de la *spatialisation* des quantiles temporels, tandis que la confrontation des deux dernières (« méthode classique pondérée » vs. « méthode améliorée pondérée ») traduit l'influence de la *pondération* des données et de la *linéarisation* de la fonction de quantile empirique.

Toutes variables confondues, la « méthode pondérée » donne généralement de meilleurs résultats en termes d'écarts au quantile de référence, même si l'amélioration reste modeste lorsque la « méthode pénalisante » fournit déjà de faibles valeurs. C'est par exemple le cas des nitrates et de l'oxygène dissous, variables qui, rappelons-le, fluctuent peu sur le domaine étudié.

En revanche, pour des indicateurs avec une forte variabilité spatiale, tels que les orthophosphates ou l'ammonium, qui présentent des écarts relatifs plus importants, l'apport de la « méthode pondérée » devient plus notable : les écarts sont réduits d'un ordre de grandeur. Pour l'ammonium par exemple, l'écart relatif moyen qui était égal à 145 % avec la « méthode classique pénalisante », ne vaut plus que 14 % avec la « méthode classique pondérée ».

Ces observations montrent la grande importance de la spatialisation des indices temporels.

Par contre, pour les matières en suspension, les quantiles 90 sont plus proches des quantiles de référence lorsqu'ils sont calculés par la « méthode classique pénalisante ». Ceci pourrait s'expliquer par la dynamique contrastée des matières en suspension, qui présentent une concentration faible la plupart du temps, mais des concentrations très élevées épisodiquement, notamment lors d'événements pluvieux. Pour que le quantile 90 calculé soit représentatif du quantile de référence, il faudrait que ces épisodes aient été échantillonnés, ce qui est loin d'être évident avec une seule mesure par mois, ce qui correspond à la fréquence d'échantillonnage moyenne du RNB. Dès lors, contrairement à la « méthode pondérée », qui risque de faire intervenir des quantiles 90 sous-estimés lorsqu'un épisode n'a pas été échantillonné, la « méthode pénalisée », qui ne retient que le quantile 90 le plus dégradant, a plus de chance d'être proche du quantile de référence, ce dernier étant influencé par de plus nombreux pics de concentrations.

Enfin, les écarts par rapport à la référence obtenus respectivement à l'aide des méthodes « classique » et « améliorée » présentent approximativement le même ordre de grandeur. Les matières en suspension mises à part, c'est généralement la « méthode classique » qui fournit des écarts légèrement plus faibles.

En conclusion, ces résultats quantitatifs montrent l'adéquation de la « méthode pondérée » pour la spatialisation du quantile 90. Bien que la « méthode améliorée » soit théoriquement la plus adaptée (Bernard-Michel, 2006), l'amélioration induite par la linéarisation et la pondération du quantile empirique est ici moins flagrante étant donné l'échantillonnage temporel presque régulier – avec quelques lacunes – des variables sur le RNB. Avec 10 mesures ou plus par an, l'irrégularité des dates de prélèvement engendre des conséquences beaucoup plus graves sur le calcul du quantile que leur faible nombre, et donc la pondération est plus importante que la linéarisation.

En outre, cette analyse a également permis de montrer l'importance de la localisation spatiale des stations, et donc la nécessité de spatialiser les quantiles temporels.

### 3.3 Sur un réseau moins informé

Le RNB étant particulièrement dense aux alentours de Paris sur le domaine modélisé par ProSe, il est intéressant de se ramener au cas d'un réseau plus clairsemé, plus proche des conditions habituelles de calcul d'un indice de qualité d'une MECE. La plupart des masses d'eau ne comptant en effet qu'une ou deux stations informées mensuellement, nous avons arbitrairement 'écarté' une station sur deux sur le domaine d'étude.

Le tableau 2 présente les moyennes des écarts, différences et écarts quadratiques obtenus à partir de ce réseau moins informé (une station sur deux), pour les deux méthodes de calcul du quantile temporel (« classique » et « améliorée ») et pour deux méthodes de spatialisation (« pénalisante » et « pondérée », cf. figures 1 & 6). Par rapport à l'échantillonnage effectivement disponible, la dégradation des résultats est sensible : les écarts par rapport à la référence sont plus marqués lorsque l'on ne retient qu'une station sur deux.

La « méthode pondérée » montre des écarts nettement plus faibles que la « méthode pénalisante » pour l'ammonium, les orthophosphates et également pour l'oxygène dissous. C'est encore une fois l'inverse pour les matières en suspension, tandis que les écarts en nitrates ne semblent pas affectés par la méthode de spatialisation.

Les méthodes « classique » et « améliorée » fournissent des résultats quasiment semblables et très proches de la référence. Cela s'explique comme précédemment par la régularité des données.

[X]	<i>Méthode classique</i>			<i>Méthode classique</i>			<i>Méthode améliorée</i>		
	<i>pénalisante</i>			<i>pondérée</i>			<i>pondérée</i>		
	E rel.	D rel.	E <sup>2</sup> abs.	E rel.	D rel.	E <sup>2</sup> abs.	E rel.	D rel.	E <sup>2</sup> abs.
	[mgX/l]	[mgX/l]	[(mgX/l) <sup>2</sup> ]	[mgX/l]	[mgX/l]	[(mgX/l) <sup>2</sup> ]	[mgX/l]	[mgX/l]	[(mgX/l) <sup>2</sup> ]
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	0,028	-0,001	0,946	0,028	-0,018	1,047	0,028	0,008	1,014
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	1,442	1,375	6,779	0,441	0,240	1,854	0,410	0,311	1,841
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	0,495	0,479	0,131	0,133	0,022	0,025	0,147	0,107	0,029
<b>O<sub>2d</sub></b>	0,036	0,024	0,224	0,024	0,006	0,097	0,046	0,039	0,383
<b>MES</b>	0,109	-0,017	14,394	0,202	-0,123	43,630	0,229	0,093	52,095

**Tableau 2 : Ecart E, différences D, et écarts quadratiques E2 moyens entre quantiles 90 calculés et quantiles de référence en conservant une station du RNB sur deux.**

**Table 2 : Average relative deviations (E. rel), relative differences (D. rel) and absolute squared deviations (E<sup>2</sup>. abs.) between 90-percentiles calculated and 90-percentile of reference when considering half measurement sites.**

## 4 DISCUSSION ET CONCLUSION

Dans ce travail, nous nous sommes intéressés à l'évolution longitudinale des quantiles 90 temporels, et avons testé différentes méthodes de spatialisation des quantiles pour tenter de reconstituer au mieux cette évolution spatiale. Les statistiques moyennes sur le domaine modélisé par ProSe, toutes MECE confondues, montrent que la « méthode pondérée » fournit presque systématiquement des écarts moindres par rapport à la référence, notamment lorsque la « méthode pénalisante » conduit à des écarts non négligeables. En revanche, aucune différence notable n'a été observée entre la « méthode classique » et la « méthode améliorée », en raison de la régularité temporelle des mesures. La « méthode améliorée » reste cependant recommandée en vertu de sa robustesse aux lacunes et aux échantillonnages préférentiels (Bernard-Michel, 2006).

Les pourcentages d'occurrence dans les différentes classes de qualité, plus riches en information qu'un unique indice par MECE, sont quant à eux mieux estimés (plus proches des pourcentages de



référence) lorsqu'ils sont calculés via la « méthode améliorée pondérée ». Cette amélioration est d'autant plus marquée que les quantiles 90 sont variables au sein d'une MECE.

Ce travail a porté sur la caractérisation de la variation spatiale des quantiles 90 temporels au sein des MECE. Nous disposons donc de l'évolution longitudinale de ces quantiles sur la portion de réseau hydrographique retenue pour ce travail. Cette portion de réseau comporte 6 MECE, pour certaines desquelles le quantile 90 fluctue entre différentes classes de qualité. Or la DCE demande de caractériser chacune de ces MECE par un unique indice de qualité. Se pose alors la question de l'indice à choisir pour synthétiser cette information spatiale : sur quels principes en fonder le calcul ?

Faut-il retenir une moyenne spatiale des quantiles temporels par MECE ? Dans ce cas, on pourrait se demander pourquoi ne pas retenir une moyenne temporelle de quantiles spatiaux (par MECE).

Une autre perspective serait d'appliquer le « principe de défaillance » temporellement et spatialement. En effet ce « principe de défaillance » conduit actuellement à retenir le quantile 90 (tri)annuel comme indicateur statistique pour les paramètres physico-chimiques en chaque station (Circulaire DCE\_2005\_12, communication personnelle Louis-Charles OUDIN, 2003). Retenir le quantile 90 temporel en une station revient, en termes de qualité d'eau, à retenir une valeur plus exigeante que la moyenne. Faut-il élargir ce « principe de défaillance » spatialement au sein d'une MECE et calculer un quantile spatio-temporel ?

Enfin, la forte variabilité spatiale de certains quantiles temporels est quelque peu surprenante étant donné le critère d'homogénéité sur lequel est basé le découpage des MECE. On pourrait dès lors se demander si le découpage des MECE ne devrait pas être évolutif, c'est-à-dire s'adapter à l'apparition ou à la disparition de singularités ? La station d'épuration Seine Aval, par exemple, mériterait d'être considérée comme une discontinuité en raison de la variation abrupte des concentrations en ammonium et orthophosphates qu'elle provoque (cf figures 6a) & 7, pk ≈ 720).

## 5 REMERCIEMENTS

Les auteurs souhaitent exprimer leur gratitude au personnel du Service de Navigation de la Seine (SNS), ainsi qu'à celui de la Compagnie Générale des Eaux (CGE) et du Syndicat Interdépartemental d'Assainissement de l'Agglomération Parisienne (SIAAP), pour avoir fourni les données nécessaires à ce travail.



## 6 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BERNARD-MICHEL C. et C. de FOUQUET (2005) Geostatistical indicators of waterway quality for nutrients, *VIIIth Congress of Geostatistics*, du 26 septembre au 1 octobre 2004, Banff, Alberta, Canada, Compte rendu, n°2, p. 907-912.
- BERNARD-MICHEL C. (2006) *Indicateurs géostatistiques de la pollution dans les cours d'eau*. Thèse de Doctorat, spécialité géostatistique, ENSMP, 161 p.
- BILLEN G., J. GARNIER et P. HANSET (1994) Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system, *Hydrobiologia*, n°289, p. 119–137.
- EVEN S., M. POULIN, J. GARNIER, G. BILLEN, P. SERVAIS, A. CHESTERIKOFF et M. COSTE (1998) River ecosystem modeling: application of the PROSE model to the Seine River (France), *Hydrobiologia*, n°373/374, p. 27-45.
- EVEN S., M. POULIN, J.-M. MOUCHEL, M. SEIDL et P. SERVAIS (2004) Modelling oxygen deficits in the Seine river downstream of combined sewer overflows. *Ecol. Model.* n°173, p. 177-196.
- EVEN S., J.-M. MOUCHEL, P. SERVAIS, N. FLIPO, M. POULIN, S. BLANC, M. CHABANEL et C. PAFFONI (2007) Modeling the impacts of Combined Sewer Overflows on the river Seine water quality. *Sci. Total. Environ.*, n°375, p.140–51.
- FLIPO N. (2005) *Modélisation intégrée des transferts d'azote dans les aquifères et les rivières : Application au bassin du Grand Morin*. Thèse de Doctorat, spécialité hydrologie et hydrogéologie quantitatives, ENSMP, 178 p. [http://pastel.paristech.org/1432/01/these\\_flipo.pdf](http://pastel.paristech.org/1432/01/these_flipo.pdf)
- FLIPO N., S. EVEN, M. POULIN, M.-H. TUSSEAU-VUILLEMIN, T. AMEZIANE et A. DAUTA (2004). Biogeochemical modelling at the river scale: plankton and periphyton dynamics (Grand Morin case study, France), *Ecol. Model.*, n°176(3-4), p. 333-347.
- FLIPO N., C. RABOUILLE, M. POULIN, S. EVEN, M.-H. TUSSEAU-VUILLEMIN et M. LALANDE (2007) Primary production in headwater streams of the Seine basin: the Grand Morin river case study, *Sci. of Total. Environ.*, n°375, p. 98-109.

- 373 GARNIER J., G. BILLEN et M. COSTE (1995) Seasonal succession of diatoms and chlorophyceae in  
374 the drainage network of the river Seine: observations and modelling, *Limnol. Oceanogr.*, n°40(4), p.  
375 750–765.
- 376 POULIN M. (2006) *Réalisation de simulations PROSE, Année de référence 2003*, rapport de l'Ecole  
377 des Mines de Paris pour le Syndicat Interdépartemental d'Assainissement de l'Agglomération  
378 Parisienne, Référence R060629, 83 p.
- 379 Préfecture de l'Ain, Directive Cadre sur l'Eau. Circulaire DCE\_2005\_12 :  
380 [www.ain.pref.gouv.fr/DDAF/ODE/politique/docs/circulaire-dce-bee.pdf](http://www.ain.pref.gouv.fr/DDAF/ODE/politique/docs/circulaire-dce-bee.pdf) (consultation en novembre 2007)
- 381 Service d'Administration Nationale des Données et Référentiels sur l'Eau (Sandre), Directive Cadre  
382 Eau : [http://sandre.eaufrance.fr/rubrique.php3?id\\_rubrique=21](http://sandre.eaufrance.fr/rubrique.php3?id_rubrique=21) (consultation en janvier 2008)